



TITLE:

森林の成立および皆伐が土壌の2・3の性質に及ぼす影響について:第2報 皆伐による土壌中諸物質量的変化

AUTHOR(S):

堤, 利夫

CITATION:

堤, 利夫. 森林の成立および皆伐が土壌の2・3の性質に及ぼす影響について:第2報 皆伐による土壌中諸物質量的変化. 京都大学農学部演習林報告 1964, 35: 110-126

ISSUE DATE:

1964-02-15

URL:

<http://hdl.handle.net/2433/191380>

RIGHT:

森林の成立および皆伐が土壌の2・3の性質に 及ぼす影響について

第2報 皆伐による土壌中諸物質質量の変化

堤 利 夫

Toshio TSUTSUMI

Influence of the Development of Forest Vegetation
and Clear Cutting on Some Properties of Forest Soil.

Part 2. The quantitative changes of organic matter and mineral
nutrients in forest soil with clear cutting.

内 容

1. はじめに	110	5. 皆伐による林地の無機養分量の変化	116
2. 調査地の概況と調査方法	111	6. ま と め	123
3. 皆伐による林地の有機物量の変化	111	文 献	124
4. 皆伐による林地のチッ素量の変化	116	Résumé.....	125

1. は じ め に

吉野地方のスギ林や尾鷲地方のヒノキ林のように、古くからの有名な林業地では、皆伐の繰返しによってスギやヒノキの生長量が減少したといわれており、一般に森林を大面積にわたって皆伐すると地力を低下させると信じられてきた。

しかし、実際に皆伐にともなう林地の性質変化について研究した例は意外に乏しい。それは野外で気候、母材、樹種、地形、土壌など諸条件が等しく、皆伐の影響のみを比較しようような林分を求めることが極めて困難であるということにもよっているであろう。

皆伐の林地に与える影響を便宜的につぎの2つに区分して考えることができる。その1つは皆伐によって森林が消失し、森林の存在のもとに保たれてきた物質循環が乱されてしまうことによっておこる変化で、これは森林の成立にともなっておこる変化と全く逆の変化過程としてみるることができる。他の1つは皆伐にともなう林地の裸出によっておこる表層土の侵蝕による影響で、肥沃な表土の流亡、土壌の悪化をおこすとみられている。わが国のように森林が山岳傾斜地に集中するところではこのことの影響は大きいであろう。

ここでは問題を前者に限り、林地の有機物、チッ素、無機養分などの諸物質質量が皆伐によってどのような影響を受けるかについて、つぎの3つの場合の調査を行なった。

- (1) 高野山スギ・ヒノキ林：天然生林を皆伐した後の変化、およびその回復のはやさを知る目的で、ほぼ隣接した位置にある天然生林、皆伐跡の幼令林（林令4年）、23年生林分、65年生林分について調査した。
- (2) 木頭地方スギ林：ほぼ隣接した位置にある初代のスギ林、2代のスギ林、3代のスギ林について、皆伐を繰返したときの影響について調査した。
- (3) 尾鷲地方ヒノキ林：皆伐を繰返すと、地形的な条件によってその影響のあらわれかたがどのように違うかを、地形的な条件が異なりヒノキの生長も異なる4つの林分について測定した。

なお、本調査に御協力戴いた徳島県上那賀町の日野氏、尾鷲市の土井氏および大阪営林局高野営林署の各位に厚く御礼申しあげる。また、本調査を広く指導された四手井教授および調査の実行に協力して戴いた木村隆臣ほかの各位にも深く謝意を表する。

2. 調査地の概況と調査方法

i. 高野山スギ・ヒノキ林 高野山国有林(和歌山県伊都郡高野町)では、ヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*)、アカマツ(*Pinus densiflora*)、コウヤマキ(*Sciadopitys verticillata*)などよりなる天然生林を皆伐してスギ(*Cryptomeria japonica*)またはヒノキの人工造林を行っており、比較的近接した場所に林令の異なる人工造林地がつくられている。従って、天然生林を皆伐した後の土壌の変化過程を解析するのに都合がよい。

海拔高は 800~900 m で古生層に属し、砂岩、頁岩などよりなる。調査したのはつぎの各林分の土壌についてである。

天然生林(ヒノキ、アカマツ、コウヤマキなど)北斜面

幼令林(スギ、4年生)北斜面および南斜面(皆伐跡の新植地)

23年生林(スギ林)北斜面

65年生林(ヒノキ林)北斜面

これらの林分はいずれも北斜面で、母材、地形などに著しい差異はなかったが、近年になって植栽樹種をヒノキまたはヒノキ、スギ混交からスギ純林にかえたため樹種は一定していない欠点がある。

ii. 木頭地方スギ林 徳島県那賀郡上那賀町、日野虎吉氏所有のスギ林では 30~40 年を伐期とする短伐期の皆伐作業を行ない、1代ごとに地力の低下がおこるといふ。ここでは天然生林を皆伐してつくった初代のスギ造林地と2代、3代のスギ造林地とが相隣接して存在する。従って地形、母材、植生、気候などの要因に著しい差異のない条件下で、皆伐を繰返えすことによって表層土の性質がどのように変ったかを解析することができる。

中生層に属し、砂岩、頁岩、粘板岩を母材とし、海拔約 400 m で、調査はつぎの4林分で行なった。

初代造林地(林令約 45 年)

2代造林地(林令約 26 年、および林令約 24 年)

3代造林地(林令約 30 年)

iii. 尾鷲地方ヒノキ林 三重県尾鷲市周辺に発達する尾鷲林業地は造林の歴史が古く、皆伐の繰返えしによって地力の低下が著しいという。調査した林分の皆伐の繰返えし回数はほぼ等しいが、その回数は判然としない。現在尾根筋でとくに生長が悪く、地形的な条件によって地力低下の度合が異なるようにみえる。調査地は砂岩、頁岩よりなり、年降水量は 4000 mm に達する多雨地方である。

ここでは生長の異なる4つの林分についてその表層土の性質を調査した。林令はいずれも 32~33 年ではほぼ等しかった。

A 林分(ヒノキ、平均樹高 14.9 m 沢筋)

B 林分(ヒノキ、平均樹高 11.7 m 斜面中下部)

C 林分(ヒノキ、平均樹高 8.2 m 斜面中上部)

D 林分(ヒノキ、平均樹高 5.2 m 尾根筋)

A₀層、土壌の調査測定方法は第1報(堤 1963)に示したと同様であり、それらの分析方法も同様である。

3. 皆伐による林地の有機物量の変化

3・1 結 果

A₀層および 0~60 cm 深の有機物量をそれぞれ示したものが第1・2図である。

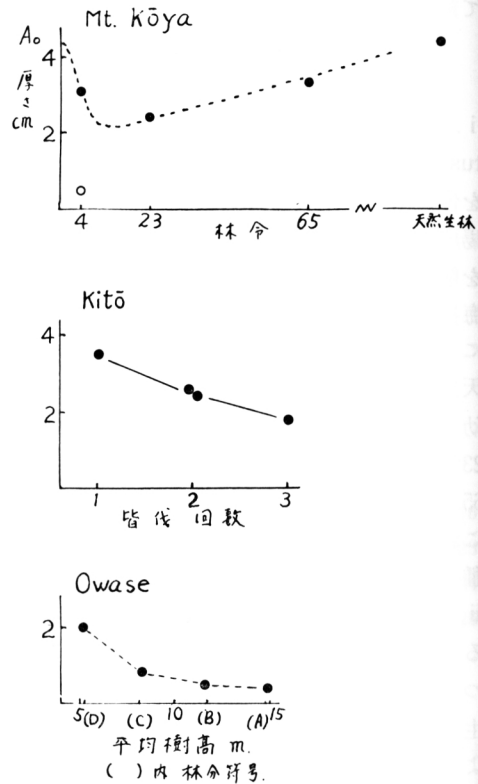
高野山では A_0 層は天然生林で最も多く、23 年生林で最も少なかった。土壌中の有機物量は 60 cm 深、1 ha 当たり約 114~132 ton/ha で各林分ごとにはっきりした差異はなかったが、測定した 4 林分中で天然生林のそれが最も少なかった。

木頭地方スギ林では、 A_0 層は皆伐の繰返えしに応じて少ない傾向があった。土壌中の有機物量は初代、2 代の各林分がほぼ等しく、3 代の林分がやや少なかった。

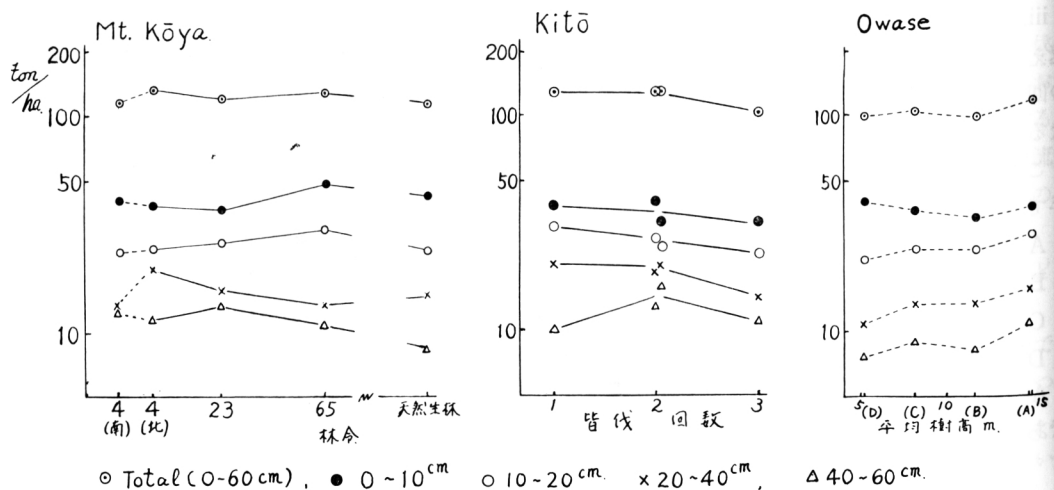
尾鷲地方ヒノキ林では、 A_0 層は地位が低下するほど多くなったが、土壌中のそれはむしろ逆に生長の最もよい林分で最も多く、他の 3 林分では生長の良否との関係ははっきりしていない。

3・2 考 察

高野山スギ、ヒノキ林における A_0 層の厚さの変化は天然生林を皆伐した後急に A_0 層量の減少がおこり、約 20 年間継続した後、次第に再び増加してくる傾向のあることを示している。皆伐にともなう A_0 層有機物量の変化を調べた、Süchting (1935), Sartz (1950), Trimble (1956), Rowe (1955), 山谷 (1959) の結果では等しく皆伐直後 A_0 層量の明瞭な減少を認めており、Sartz ら、Trimble らの報告では高野山スギ、ヒノキ林の場合と同様 10~30 年間に A_0 層量の極小値を認め、その後再び増加しはじめるという。これらの傾向はすべてほぼ共通していたといえよう。



第1図 皆伐にともなう A_0 層量の変化
Fig. 1. The quantitative changes of A_0 layer with clear cutting.



第2図 皆伐にともなう土壌中の有機物量の変化 (各層は厚さ 10 cm)
Fig. 2. The quantitative changes of soil organic matter with clear cutting.
(thickness 10 cm for each layer)

森林の皆伐が A_0 層量に与える影響は有機物供給量の減少または停止と、林地表層の微気象の変化に応ずる分解速度の変化の2つの面に区分して考えることができる。

森林生態系ではその成立にともない系での有機物の蓄積を増加せしめる(堤 1963)。林木が皆伐されると有機物の生産が停止し、従って毎年落葉落枝として与えられていた林地への有機物の供給もまた停止する。閉鎖した森林では林地の有機物量が平衡に達した後は毎年の分解消失量は毎年の供給量によって補なわれていると考えられるが、皆伐によって毎年の供給が停止すると、この平衡が破れ分解消失のみが進んで、落葉採取による影響(Nemec 1931, 三浦ら 1940)と同様、有機物量の減少がおこるであろう。

皆伐跡地では毎年の有機物の供給がなくなるが、普通は皆伐跡地にはすぐに雑草木が繁茂し、有機物の供給はある程度回復するであろう。しかし、これらは一般に下刈によって抑制されるので、皆伐後数年間は林地への有機物供給量はある程度減少するとみても差支えないであろう。

一方、裸地化すると林地表層の微気象が変化し、 A_0 層有機物の分解速度に影響を与える。中欧、北欧ではいずれも有機物の分解が促進され、pH 価が上昇し、硝化作用が活潑になり、粗腐植の改良に役立ったという。(Aaltonen 1948, Féher 1931・1932, Hesselman 1926・1937, Wittich 1930・1931)。青森のヒバ林では皆伐によって A_0 層の減少がみられ、吉野のスギ林では有機物の分解が促進されたほか pH 価の上昇、腐植化の進行、置換性石灰の増加が認められた(山谷 1959, 柴田 1951)。このほか間伐によっても A_0 層有機物の分解が促進される傾向がある(Ganssen 1934, 内田 1943, Wiedemann 1932・1937)。

これらの傾向から林地を裸出すると、とくに水分条件が分解を著しくおくらせるほど悪化しない限り、地温の上昇などの影響をうけて有機物の分解は促進されると考えられる。

このように皆伐後 A_0 層への有機物の供給量が低下し、逆に分解が促進される傾向があるので、 A_0 層有機物量の減少がおこると考えられる。

このような有機物量の減少がどのようにおこるかについて2つの式がある(Salter ら 1933, Jenny 1941)。

Salter らの式は毎年の減少率は一定であるとして等比級数式から導かれ、Jenny は有機物の減少は指数曲線式に従っておこるといふ。落葉の分解において、残存率の対数と積算温度とは直線関係を満足した(堤ら 1959)。1年を単位とするとき、同一場所では積算温度をそのまま年数におきかえて差支えないから、この式は本質的に Jenny の式に等しい。従って有機物の分解率が一定に保たれる限り、有機物量の減少は指数曲線的におこると考えられ、皆伐直後 A_0 層量の急激な減少のおこる傾向のあることとよく一致していたといえるであろう。

皆伐によっておこる減少が供給の停止だけによっておこるときはこれらの考えは正しいが、わが国の山地では侵蝕による減少が大きいであろう。高野山スギ、ヒノキ林ではほぼ同時期に皆伐された、同一尾根を境とした南北両斜面の幼令林の A_0 層の厚さを比較すると、北斜面では平均 3.1 cm の厚さをもつに対し、南斜面では鉱物質土壌が裸出し、平均して 0.4 cm の厚さをもつにすぎなかった、このような違いには初期条件や分解速度の差異を考慮すべきであろうが、南斜面では多分、乾燥によって A_0 層が鉱物質土壌から分離し、降雨その他の機械的な外力によって流亡したことの影響が大きいと思われる。すなわち、侵蝕の度合の違いによって皆伐後の有機物減少の過程が影響をうけるであろう。従って、Salter や Jenny の式には今後さらに検討を加えねばならない。

いずれにせよ、皆伐後 A_0 層有機物量の減少はかなり一般的におこるとみられる。しかしこの減少はいつまでもつづくものではなく、次代の林分が成立し閉鎖するようになると次第にとまり、その後は第1報(堤 1963)で示したと同じ過程をとって次第に増加していくと考えられる。

前述したように、 A_0 層量の減少から増加への変化のおこる時期はおおよそ 10~30 年の間にあるようである。これは下刈りの停止または植栽木の閉鎖にともなう林地への有機物供給量の最大に達する

とみられる時期に相当している (Ovington 1954)。

このように A_0 層有機物量は皆伐にともなって一時減少し、やがて再び次第に増加するという一定の傾向を示すが、土壌中の有機物量は高野山スギ、ヒノキ林では、皆伐の影響と関係した変化は認められず、60 cm 深までに含まれる量は天然生林で最も少なかった。

土壌中の有機物が量的な変化に乏しかったことにはつぎのような理由が考えられる。

土壌中の有機物の供給源は落葉落枝であることは確かであるとしても、落葉落枝は一旦地表に堆積し、分解した後土壌中に移動する。従って、土壌中の有機物の直接の供給源は A_0 層の有機物であるといえる。しかも A_0 層有機物の分解は皆伐によって促進される場合がある。従って高野山スギ、ヒノキ林の場合のように、南斜面幼令林を除き A_0 層が皆伐後もある程度残存するときは鉱物質土壌への有機物の供給が皆伐によって完全に停止するとはいえないと考えられる。

このほか、土壌中の有機物の供給源として土壌中の根量を考慮する必要がある。林木の根量について資料は充分ではないが、林令 13~200 年の各種の林分で 15~77 ton/ha (Zonn 1959)、約 55 年生のヨーロッパアカマツ、およびカンパ林でそれぞれ 37, 34 ton/ha であったという (Ovington 1957・1959 d)。この量は毎年の落葉量 1.5~4.5 ton/ha (堤 1963) に比べると著しく多い。このうち簡単に分解をうけるとされる細根の量は 10 % またはそれ以上程度 (Ovington 1957・1959 d) と推定されるが、これらは表層土に広く分布し、皆伐後分解をうけて鉱物質土壌と混和し、表層土の有機物量を増加させるように作用すると考えられる。

すなわち、皆伐にともない落葉落枝の供給が停止しても鉱物質土壌への有機物の供給も直ちに停止してしまふとはいえない。

また、土壌中の有機物現存量はかなり多い。測定した 3 地方の林地でおおよそ 100~130 ton/ha で、この量は毎年の落葉量の約 30~40 年分に相当し、いずれも A_0 層量に比べてはるかに多量である。

このように皆伐後も直ちに供給が停止しないこと、土壌中の現存量が充分に大きいこと、また一般に A_0 層有機物に比べてはるかに分解に抵抗的であるとみられることなどのために、土壌中の有機物は皆伐にともなって量的な変化を A_0 層の場合よりおこしにくいと考えられる。

なお、 A_0 層を含めた林地の有機物量を推定するため、高野山での各林分の A_0 層の仮比重を平均 0.1 (四手井ら 1960) と仮定すると、天然生林で 158 ton/ha、皆伐跡の幼令林 (北斜面) で 168 ton/ha、23 年生林分で 145 ton/ha、65 年生林分で 162 ton/ha となり、23 年生林分でやや少なかったほかはほぼ等しかった。このような量的変化は A_0 層有機物のそれにやや近かいが、 A_0 層の場合ほど明らかでない。

皆伐が林地の有機物量に及ぼす影響は供給量の一時的な低下、分解速度の促進ということだけによっておこると考えると、このような影響をうけにくい土壌中の有機物が林地の総量の中で大きな部分を占めているときは、皆伐による林地の有機物量の変化が不明瞭になると考えられる。いいかえると、1 回の皆伐によって場所的な有機物量のバラツキを打消すほど大きな量的な変化はおこりにくいといえるであろう。

皆伐によって一時的に減少した林地の有機物量は次代林分の成立にともなって次第に回復し、ある期間の後には再び動的平衡に達するであろう (堤 1963) が、皆伐後の有機物の損失が大きいほどこの期間は長くなるはずである。

皆伐による有機物の損失が充分回復されない前に皆伐が繰返えされると、1 回の皆伐による影響がたとえ少なくとも、林地の有機物の減少は次第に明らかになってくものと考えられる。木頭地方スギ林での結果がその傾向を示していたように考えられる。

木頭地方スギ林では 30~40 年という短伐期で皆伐し、従来は皆伐跡地を焼いた後間作を行なったという。第 1・2 図に明らかなように 60 cm 深までの土壌中の有機物量は初代と 2 代の林分ではほぼ等しいが、3 代の林分で明らかに少なかった。 A_0 層量は皆伐の繰返えしによって減少したように

々えるが、林令が異なるので皆伐の繰返えしだけによるものとはいきれない。

A_0 層は主として L 層のみからなっていたのでその仮比重を 0.04 と仮定すると、林地の全有機物量は初代林分 143 ton/ha, 2 代林分 141, 140 ton/ha, 3 代林分 113 ton/ha で 3 代林分では明らかに少なかった。

土壌中有機物量が動的な平衡に達するに要する年数は一般にかなり長いと推定されるから、焼畑、間作で有機物の損失がおこったとみられるうに、短伐期で皆伐を繰返えしたことが 3 代の林分で土壌有機物量を少なくしていたことと密接に関係していたものと推定される。

尾鷲地方のヒノキ林は過去において数回皆伐が繰返えされた林地であり、調査した各林分は皆伐回数がほぼ等しいとみられる。各林分は立地条件が異なりヒノキの生長にも差異があった。これらの林分を生長のよかった林分から A, B, C, D と名づけておく。

60 cm 深の土壌中の有機物量は A 林分で最大で、 A_0 層は逆に最もうすかった。 A_0 層の仮比重を 0.1 と仮定して A_0 層を土壌中の有機物の合計量を求めると、A 林分 124 ton/ha, B 林分 106 ton/ha, C 林分 114 ton/ha, D 林分 120 ton/ha であった。

平衡状態の有機物量 S_m は $\frac{a}{p}$ であらわされる。 S_m に関係するものは毎年の供給量 a と平均分解率 p である (堤 1963)。第 1 報 (堤 1963) で述べたように閉鎖した森林では a の値が著しく変らないとすれば、 S_m の値に支配的に影響するものは p である。 p の値は分解に関する条件によって大きく変り、立地条件が不良で p が小さいほど S_m は大きくなる。森林土壌の分類が A_0 層の形態の一つの基準にしていること (大政 1951)、立地条件が悪くなるほど A_0 層が厚くなること (山谷 1956, 内田 1959) などはこのような傾向を示すものといえる。

尾鷲地方のヒノキ林では A 林分から D 林分に向って生長がおそく、立地条件が不良になるとみられるから、林地の有機物量は A 林分から D 林分に向って多くなってよいとみられる。しかし、実際にはこのような傾向を示さず、逆に生長のよい A 林分で多かった。

皆伐によって減少した林地の有機物は次代の林分によって次第に回復されるが、このはやさは立地条件が不良なほどおそくとなると考えられるから、同じ伐期で皆伐が繰返えされると立地条件の不良な林地ほど皆伐の影響を強くうけ、林地の有機物量の減少の度合は大きくなるであろう。土壌中の有機物量が A 林分で多く他の林分で少なかったことの原因の一つにこのような理由があげられよう。

皆伐にともなう林地の有機物量の減少は高野山地方での結果でみられたように、 A_0 層で明瞭にみとめられたが、土壌中では A_0 層よりの供給があること、伐倒木の根が土壌中に残されること、土壌中の有機物現存量は充分大きかった割合に分解率が小さいこと、局地的な有機物量の差異があることなどのために皆伐にともなう量的な変化は不明瞭であった。中欧におけるトウヒ林においても皆伐によって表層土の有機物量が明らかに減少するという傾向は認められていない (Süchting ら 1935)。

すなわち、皆伐によって A_0 層は急に減少しこの減少は次代の林分の成立、閉鎖の時期まで続くようであるが、鉱物質土壌中の有機物は著しく減少するということはおこらないものようである。一般に林地では有機物の蓄積に比較して 1 回の皆伐による有機物減少の度合が小さく、局地的な変化の大きさに乱されてしまうように思われる。

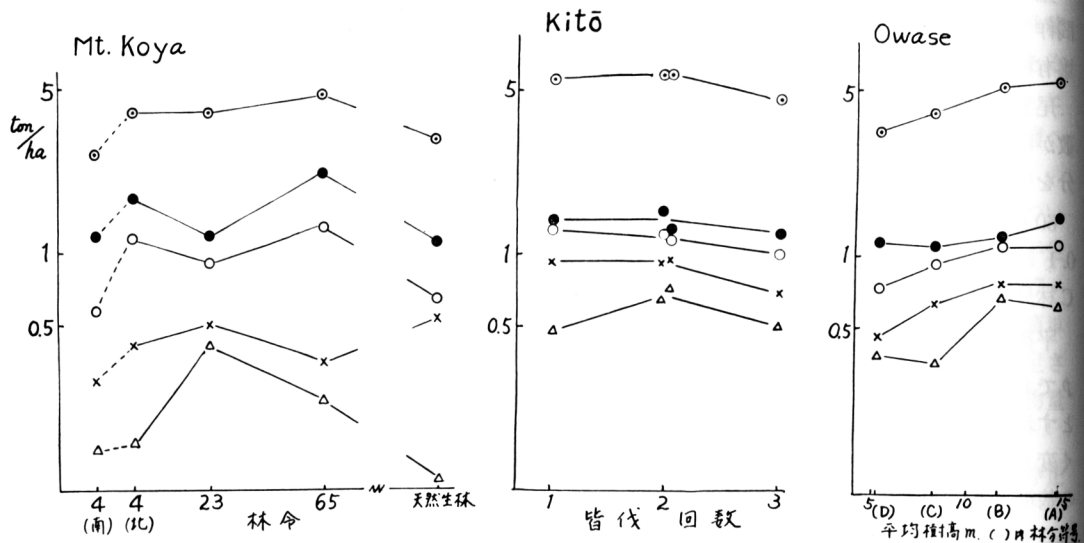
しかし、皆伐にともなう林地の裸出によって高野山地方の南斜面幼令林の一例でみられたように、 A_0 層の流亡、表土の侵蝕がおこると、土壌中有機物のうける減少の度合はそれだけ大きくなるであろう。

このように 1 回の皆伐による林地有機物量のうける減少の度合が少なく、また次代の林分の成立にともなって次第に回復されるが、回復が充分に進まない前に短伐期で皆伐を繰返えすと、木頭地方スギ林での例でみられたように次第に減少が明らかとなり、尾鷲地方ヒノキ林でみられたように、分解のための条件が不良であるほど回復がおくれ 1 回の皆伐による損失の度合が大きくなるであろうと推

定される。

4. 皆伐による林地のチッ素量の変化

各調査林分の土壤中のチッ素量を示したものが第3図である。



第3図 皆伐にともなう土壤中のチッ素量の変化（各層の厚さ 10 cm 凡例 第2図に同じ）
Fig. 3. The quantitative changes of soil nitrogen with clear cutting.
(thickness 10 cm for each layer, notes, same as Fig. 2)

すなわち、各林分ごとのチッ素量の違いは有機物量のそれにはほぼ等しく、ほとんど有機物量と平行して変化しているように思われる。

森林の成立にともなう林地のチッ素量の変化は第1報（堤 1963）で示したように有機物量の変化と密接に関係しており、皆伐による変化も有機物量のそれとほぼ同じ過程をとるもののように考えられる。前述の Salter ら, Jenny の減少過程をあらわす式は、土壤中のチッ素量の減少過程に適用され、落葉採取や火入れによって表層土のチッ素量の減少がおこることが知られている（Némec 1931, Austin ら 1955）。

皆伐や間伐によってアンモニア態、硝酸態のチッ素の形成がさかんになり、また表層土のチッ素含有率が増大したという（柴田 1951）。これは多分、有機物の分解が促進された結果おこった現象で、チッ素の絶対量の増加を意味するものかどうかは明らかでない。

なお、林地でのチッ素の獲得は表層土の微生物活動や降水などによっており、有機物の場合のように林木自身によるものではない。皆伐によって林地表層での微生物数は減少するという（Féher 1933）が、林地でのチッ素の獲得、減少の機構については今後さらに検討を必要とするであろう。

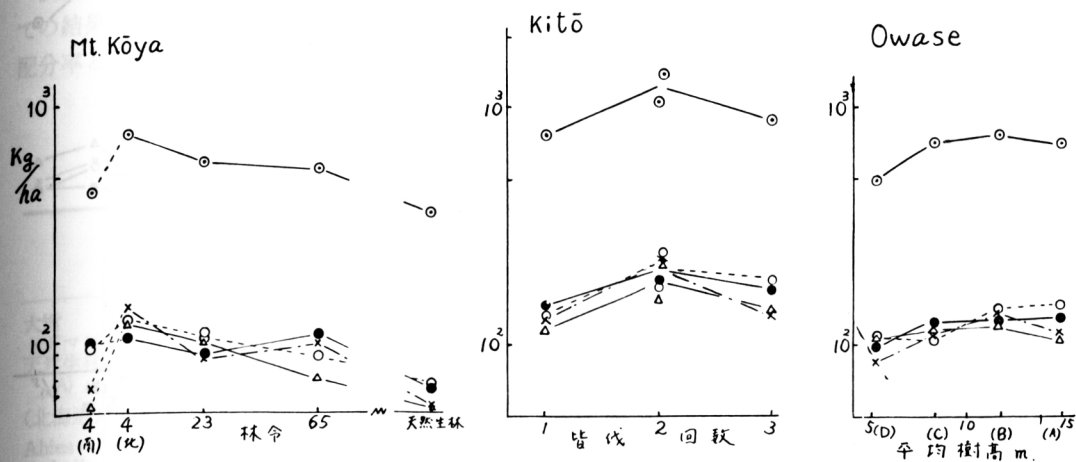
5. 皆伐による林地の無機養分量の変化

5・1 結 果

高野山、木頭、尾鷲の各林分の土壤中の無機養分量（熱塩酸可溶のリン、カリウム、カルシウム、マグネシウム）を図示したものが第4、5、6、7図である。

すなわち、土壤中の無機養分量のうちカルシウムでは皆伐と関係した量的な変化の傾向を示した有機物、チッ素の場合と僅かながら類似の傾向を示した。マグネシウムもカルシウムの変化によく似た

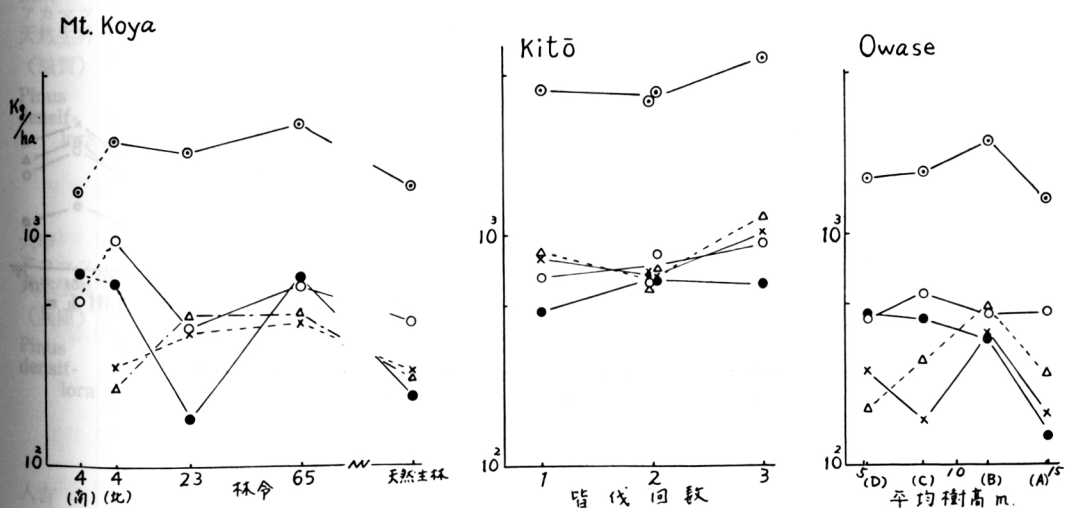
傾向が認められるが、リン、カリウム量は皆伐の影響とみられるような一定した関係を示していなかった。



第4図 皆伐にともなう土壌中のリン量の変化 (各層の厚さ 10 cm, 凡例第2図に同じ)

Fig. 4. The quantitative changes of phosphorous in soils with clear cutting.

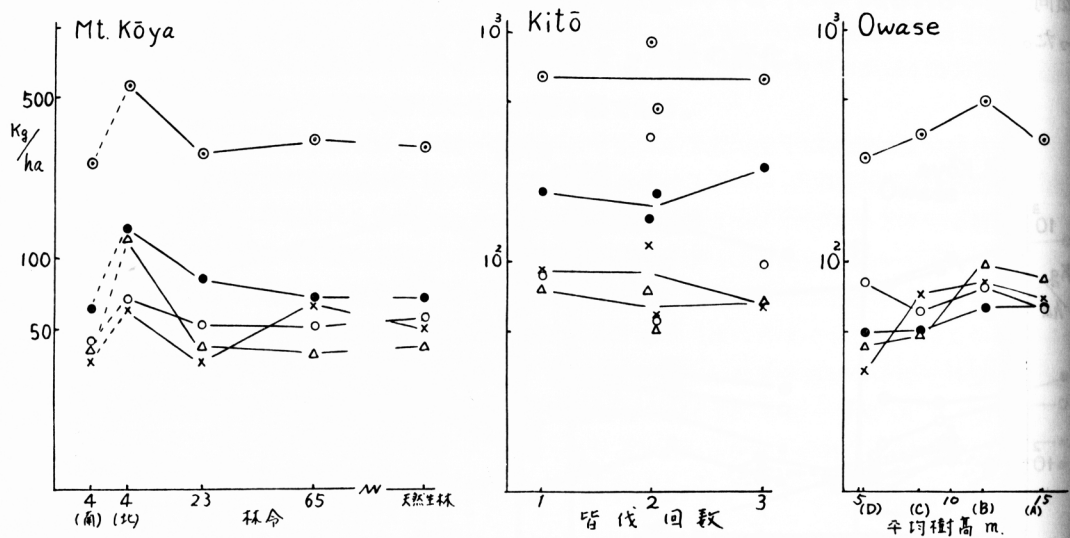
(thickness 10 cm for each layer, notes same as Fig. 2)



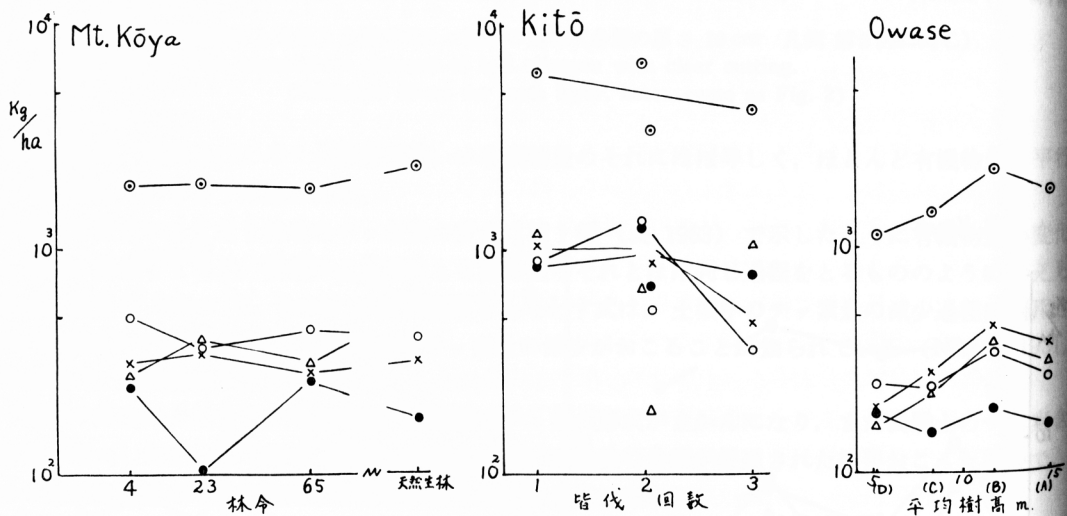
第5図 皆伐にともなう土壌中のカリウム量の変化 (各層の厚さ 10 cm, 凡例第2図に同じ)

Fig. 5. The quantitative changes of potassium in soils with clear cutting.

(thickness 10 cm for each layer, notes same as Fig. 2)



第6図 皆伐にともなうカルシウム量の変化 (各層の厚さ 10 cm, 凡例第2図に同じ)
Fig. 6. The quantitative changes of calcium in soils with clear cutting.
(thickness 10 cm for each layer, notes same as Fig. 2)



第7図 皆伐にともなうマグネシウム量の変化 (各層の厚さ 10 cm, 凡例第2図に同じ)
Fig. 7. The quantitative changes of magnesium in soils with clear cutting.
(thickness 10 cm for each layer, notes same as Fig. 2)

5・2 考 察

森林生態系における無機養分の循環はみかけのうえで閉鎖的で、森林の成立によって増加する傾向は、少なくとも林地を対象としてみると、ほとんど認められなかった (堤 1963)。このように無機養分量の増加が森林の成立によって著しくはおこらないとすれば、皆伐によって幹材を収穫し、またA₀層や表土の流亡、侵蝕がおけるとその損失を再び回復することが困難で、皆伐を繰返すことによって次第に無機養分の減少がおこると考えられる。

しかし、実際に無機養分の明瞭な減少は認められなかった。このことの原因として1回の皆伐による損失量の林分全体、または土壌中の量に対する影響の度合およびそのあらわれかたについて考えてみる必要がある。

調査した各地区の林分では林木についての分析を行っていないので、筆者らの行なった他の林分での結果を示すと第1表のようである。この表は森林生態系のもつ物質現存量を推定し、各部分での配分率として示したものであるが、根系を含まない。

第1表 森林生態系における物質の配分率(%)

Table 1. Distribution of organic matter and nutrients in the forest ecosystem (shown as %)

			有機物 Organic matter	チッ素 Nitrogen	リン Phospho- rous	カリウム Kalium	カルシウム Calcium	マグネ シウム Magne- sium	
大雪 トドマツ 天然生林 (A) (北海道)	葉	leaf	4.5	3.4	1.6	1.7	2.2	0.48	堤・四手井 1962 日・林・講 No. 72
	枝	branch	6.0	1.6	1.2	1.1	1.5	0.73	
	幹	stem	41.0	3.7	1.8	2.9	5.5	2.67	
	林木計	Top	51.5	8.7	4.6	5.7	9.2	3.9	
	Ao 層	Ao layer	7.9	6.9	5.8	0.8	4.9	0.9	
	土壌(70cm)	soil	40.6	84.4	89.6	93.5	85.9	95.2	
信州 カラマツ 林 白田, 48 年生 Larix lepto- lepis	葉	leaf	0.5	0.38	1.0	0.8	0.7	0.04	堤・四手井 ほか 未発表
	枝	branch	1.9	0.20	1.3	1.54	1.8	0.09	
	幹	stem	21.7	0.89	6.7	6.0	2.7	0.3	
	林木計	Top	24.1	1.5	9.0	8.4	5.2	0.43	
	Ao 層	Ao layer	2.6	1.5	4.0	0.6	6.6	0.2	
	土壌(70cm)	soil	73.3	97.0	87.0	91.0	88.8	99.4	
栗太 アカマツ 天然生林 (滋賀) Pinus densif- lora	葉	leaf	1.9	1.8	0.6	0.54	1.7	0.13	堤 1963
	枝	branch	4.6	1.3	0.7	0.55	3.4	0.25	
	幹	stem	45.4	3.3	1.2	2.20	26.2	1.06	
	下層木 小計	Under growth	5.6	1.4	0.7	1.20	3.6	0.3	
	林木計	Top	57.5	7.8	3.2	4.50	34.9	1.7	
	Ao 層	Ao layer	9.2	11.1	4.2	1.2	8.3	1.3	
六甲 アカマツ 天然生林 (兵庫) Pinus densif- lora	土壌(60cm)	soil	33.3	81.1	92.6	94.3	56.8	97.0	堤 1963
	葉	leaf	2.7	2.2	3.4	0.75	2.2	1.0	
	枝	branch	6.0	1.4	3.8	0.72	4.2	1.7	
	幹	stem	40.2	2.5	4.2	1.9	21.4	4.7	
	下層木 小計	Under growth	6.0	1.6	2.8	0.9	2.6	1.7	
	林木計	Top	54.9	7.7	14.2	4.3	30.4	9.1	
人吉 コジイ林 (6) (九州) Castano- psis cuspi- data	Ao 層	Ao layer	14.9	12.4	12.3	1.3	12.9	5.4	千葉・堤
	土壌(60cm)	soil	30.2	79.9	73.5	94.4	56.7	85.5	
	葉	leaf	3.2	2.9	2.4	3.2	6.8	2.0	
	枝	branch	8.2	1.9	3.1	4.0	13.8	1.9	
	幹	stem	42.3	4.1	5.1	9.3	35.6	3.7	
	林木計	Top	53.7	8.9	10.6	16.5	56.2	7.6	
	Ao 層	Ao layer	7.5	5.9	5.2	2.8	6.7	4.0	
	土壌(70cm)	soil	38.8	85.2	84.2	80.7	37.1	88.4	

森林生態系のもつ物質現存量のうち、有機物については土壤中に少ないが、その他の養分については圧倒的に土壤中に多く、森林全体としてもつ物質量の大部分は土壤中にあることがわかる。この傾向はすでに第1報(堤 1963)でも示された。もとより土壤中の無機養分を0.2 N 塩酸可溶のものとして求めると土壤中に含まれる物質量の占める割合は小さくなるが、この形態のものは比較的短期間に変化するであろうから、ここでは熱塩酸可溶のものについて考えてみた。

第1表に明らかなように無機養分の中でカルシウムは土壤中に含まれる割合がとくに小さい場合がある。第2表はこれらの林分での土壤中の各物質量を示したものであるが、第1表で土壤中のカルシウムの割合の小さい林分では土壤中のカルシウム量もまた少ないことが明らかである。高野山、木頭、尾鷲の各調査林分での土壤中のカルシウム量は他の林分のそれに比べて少ない(第2表)から、これらの林分では土壤中のカルシウムの占める割合もまた小さいことが予想される。

第2表 土壤中の諸物質現存量 (ha 当り, 土壤深 60cm, 70cm)

Table 2. The amount of organic matter and nutrients in forest soils. (per ha)

	有機物 Organic matter (ton)	チッ素 Nitrogen (kg)	リン Phosphorous (kg)	カリウム Kalium (kg)	カルシウム Calcium (kg)	マグネシウム Magnesium (kg)
大雪 トドマツ天然生林 (A) <i>Abies sachalinensis</i> (Hokkaido)	170	5,570	1,366	5,561	7,960	14,093
信州 カラマツ林 白田48年生 <i>Larix leptolepis</i> (Nagano)	398	16,770	350	2,684	1,700	9,738
人吉 コジイ林 (6) <i>Castanopsis cuspidata</i> (Kumamoto)	139	5,450	245	1,413	336	1,146
栗太 アカマツ天然生林 <i>Pinus densiflora</i> (Shiga)	109	3,280	580	3,871	1,097	4,103
六甲 アカマツ天然生林 <i>P. densiflora</i> (Hyōgo)	54.7	2,130	64.1	2,213	665	405
木頭 スギ林 初代 <i>Cryptomeria japonica</i> (Kito)	129	5,550	759	4,368	630	6,199
木頭 スギ林 2代 (1) " "	131	5,970	1,053	3,860	901	6,824
木頭 スギ林 2代 (2) " "	130	5,890	1,381	4,154	470	3,387
木頭 スギ林 3代 " "	106	4,730	880	5,961	623	4,230
尾鷲 ヒノキ林 A <i>Chamaecyparis obtusa</i> (Owase)	119	5,710	717	1,362	439	1,941
尾鷲 ヒノキ林 B " "	101	5,340	755	2,434	500	2,370
尾鷲 ヒノキ林 C " "	106	4,080	720	1,796	353	1,539
尾鷲 ヒノキ林 D " "	99.3	3,620	588	1,663	283	1,206
高野山 天然生林 Natural forest in Mt. Kōya	114	2,960	356	1,549	312	2,403
高野山 ヒノキ 65年生 <i>Chamaecyparis obtusa</i> (65yrs, Kōya)	128	4,630	531	2,673	330	1,982
高野山 スギ 23年生 <i>Cryptomeria japonica</i> (23yrs, Kōya)	121	3,910	557	2,134	290	2,102
高野山 幼令林 北面 Newly planted (Kōya)	132	4,020	738	2,437	573	2,135
高野山 幼令林 南面 Newly planted (Kōya)	116	2,630	424	1,493	259	1,198
吉野 スギ林 10年生林 <i>Cryptomeria japonica</i> (Yoshino)	78.1	4,810	1,557	9,176	9,344	22,554
吉野 スギ林 30年生林 <i>C. japonica</i> (Yoshino)	223	11,080	1,962	6,081	3,174	9,825

木頭、尾鷲の各林分での毎木調査結果と、スギ樹体の分析値（塘 1962, 堤ら 未発表）とからこれら調査林分の森林全体の各物質現存量を推定し、その中で土壌中の各物質量がどれほどの割合を占めるかをおおよその値として推定したものが第3表である。

第3表 調査林分の物質現存量のうち土壌（60 cm）深に含まれる割合（％，推定値）

Table 3. The percentage of substances in soils. (Total : whole ecosystem)

	有機物 Organic matter	チッ素 Nitrogen	リン Phosph- horous	カリウム Kalium	カルシウム Calcium	マグネシウム Magnesium
尾鷲 ヒノキ林 A Chamaecyparis obtusa (Owase. A)	46	96	97	91	62	98
尾鷲 ヒノキ林 B 〃 〃 B	47	95	97	95	67	98
尾鷲 ヒノキ林 C 〃 〃 C	54	93	97	94	61	97
尾鷲 ヒノキ林 D 〃 〃 D	57	90	96	94	53	96
木頭 スギ林 初代 Cryptomeria japonica (Kito, First)	39	92	96	96	60	99
木頭 スギ林 2代 〃 (〃 Second)	43	94	97	96	67	99
木頭 スギ林 2代 〃 (〃 Second)	48	94	98	96	60	98
木頭 スギ林 3代 〃 (〃 Third)	42	94	97	98	68	99

第4表 林木地上部各部分への各物質の配分率（％）

Table 4. Distribution of organic matter and nutrients in the Tops. (shown as %)

		有機物 Organic matter	チッ素 Nitrogen	リン Phosph- horous	カリウム Kalium	カルシウム Calcium	マグネシウム Magnesium
大雪 トドマツ 天然生林 (A) Abies sachalinensis (Hokkaido)	葉 leaf	8.7	39.0	34.0	30.0	23.9	12.3
	枝 branch	11.7	18.9	26.7	19.4	16.2	18.8
	幹 stem	79.6	42.1	39.3	50.6	59.9	68.9
信州 カラマツ林 臼田 48年生 Larix leptolepis (Nagano)	葉 leaf	2.2	26.0	11.1	9.8	13.1	9.0
	枝 branch	7.6	13.5	14.4	18.5	35.1	22.0
	幹 stem	90.2	60.5	74.5	71.7	51.8	69.0
栗太 アカマツ 天然生林 Pinus densiflora (Shiga)	葉 leaf	3.3	22.8	21.0	12.2	4.8	7.6
	枝 branch	8.0	16.5	25.2	12.5	9.8	14.1
	幹 stem	79.0	42.6	41.4	49.5	74.7	59.6
	下層木 under growth	9.7	18.1	12.4	25.8	10.5	18.7
六甲 アカマツ 天然生林 P. densiflora (Hyogo)	葉 leaf	4.9	29.8	24.1	17.6	7.2	10.6
	枝 branch	11.3	20.1	26.9	16.9	13.7	18.4
	幹 stem	73.1	34.8	29.7	44.6	70.3	52.1
	下層木 under growth	10.7	15.3	19.3	20.9	8.8	18.9
人吉 コジイ林 (6) Castanopsis cuspidata (Kumamoto)	葉 leaf	6.0	32.4	22.7	19.4	12.2	26.2
	枝 branch	15.2	21.7	29.0	24.0	24.5	25.3
	幹 stem	78.8	45.9	48.3	56.6	63.3	48.5

すなわち、チッ素、リン、カリウム、マグネシウムはいずれも90%以上が土壤中に含まれるのに対し、カルシウムのみは50~70%で、相対的に土壤中に少ないことを示している。

すなわち、これらの森林ではチッ素および無機養分は大部分土壤中に含まれており、皆伐によって林木地上部の全部が持出されたとしても、1回の皆伐によってうける損失の影響は比較的少ないといえるが、カルシウムだけは林木地上部に相対的に多く含まれており、土壤中に乏しいので、他の物質に比べて皆伐によってうける損失の影響は大きいと考えられる。

皆伐によって林分から持去られるのは林木地上部全体でなくて普通には幹だけである。第1表に示した各林分について、林木地上部の各物質現存量のうち幹にどれほどの割合で含まれるかを示したものが第4表である。

すなわち、乾物ではおおよそ80~90%が幹の形で存在し、チッ素などの養分も幹に最も多く含まれている。

樹体各部の養分含有率は葉に最も高く、枝がこれにつき幹では最も小さいから、皆伐によって幹材のみが収穫されるときは養分の損失は極めて少ないと考えられてきたが、乾物の80~90%が幹材として蓄えられているので単位面積あたりの幹に含まれる各養分量としてみると葉、枝よりも多く、カリウム、カルシウム、マグネシウムでは50%以上が幹に含まれていた。同じような傾向はOvington (1959 a, b, c, d) によっても認められている。

このように林木地上部の中では幹材に相当多く含まれるが、前述したようにチッ素、無機養分は一般に土壤中に多く含まれるため、第1表に明らかなように森林全体の中で幹の部分の占める割合はそれほど大きくはなく、チッ素やリンでは5%をこえなかったが、土壤中に相対的に少ないカルシウムでは幹に含まれる量の占める割合が大きくなり、人吉コジイ林では約36%に達していた。

木頭や尾鷲地方での推定値を示した第3表から推定されるように、これらの林分でも1回の皆伐の幹材収穫によって失なわれる量の割合の多いものはカルシウムで、その他のものは極めて小さいと思われる。従ってこれらの林分では1回の皆伐によって幹材だけが収穫されたとしてもカルシウムでは林分のうける損失の影響が比較的大きく、他のものでは少ないであろうと考えられる。

1 haあたりの幹材に含まれる無機養分量は幹材の蓄積量や樹種によって異なるであろうが、第1表に示した各林分ではおおよそチッ素70~300 kg、リン4~30 kg、カリウム45~200 kg、カルシウム50~510 kg、マグネシウム22~400 kgであった。40年生のスギ林ではチッ素250 kg、リン8 kg、カリウム190 kg、40年生のアカマツ林ではそれぞれ52 kg、3 kg、36 kgであった(原田 1959)。また、ヨーロッパアカマツの33年生林分ではチッ素97 kg、リン12 kg、カリウム84 kg、カルシウム115 kg、マグネシウム24 kg (Ovington 1959a)、55年生のヨーロッパカンパの林分ではそれぞれ145 kg、11 kg、65 kg、275 kg、26 kg (Ovington 1959 d)であった。

これらの量は皆伐によって失なわれ、それだけ無機養分量は減少するが、カルシウム以外のものでは土壤中に含まれている量が相対的に大きいので、損失の影響は大きくはないと考えられるうえに林地は局地的な違いが大きいので皆伐による減少が明らかとはなり難いのであろうと推定される。

前述したようにカルシウムは皆伐にともなう有機物やチッ素の量的な変化とはほぼ類似したような変化を示した。カルシウムは林木あるいは幹材に他のものに比べ相対的に多量のものが含まれていたこと、土壤中で溶脱を受け易い物質であることなどがこのような傾向との結びつきを予想させるが、今後なお検討を要するであろう。

皆伐にともないA₀層有機物の分解が促進されて表層土のpH値が上昇し、置換性石灰の増加がみられるという(柴田 1951, 山谷 1959)。これらは多分、A₀層に含まれていたもの、あるいは伐倒木の枝葉として林地におかれたものが分解され、表層土に移動してきたことによるものと考えられ、林分全体としての量的な増加と考えることには疑問がある。

カルシウム量の変化にみられるこのような傾向から、皆伐による土壤中無機養分の量的な変化は幹材収穫による損失量が林分全体のもつ量に与える影響の大きさに関係し、この度合の小さいものでは皆伐によって土壤中の量の減少があったとしても、それは局地的な違いの大きさに打消されて明らかには認められず、この度合が局地的な違いを打消すほど大きくなったときにはじめて減少が明らかになってくるであろうことを示すものと考えられる。

第1報（堤 1963）に示したように無機養分は森林が成立しても回復されるとは期待し難いので、1回の皆伐による損失が大きくなっても、皆伐を繰返すことによって次第に減少が明らかになるもののように思われる。

最近採用されつつある全幹集材が行なわれると1回の皆伐による損失量は大きくなり、さらに A_0 層や表層土の侵蝕がおこるともっと大きくなり、無機養分量の減少がはげしくなるであろう。しかし、一方で土壤中の無機養分は岩石の風化や降水に含まれて林地に供給されている。林地でおこる物質量的変化はこのような損失と供給のバランスで決まると考えられるが、供給に関する資料は現在なお乏しく、今後検討を加える必要がある。

6. ま と め

森林の成立にともなっておこる変化が森林による物質の獲得と損失の割合で決まると同様に、皆伐の林地の諸物質量に与える影響は皆伐によっておこる損失と次代林分の成立にともなう獲得、または回復のはやさとの割合によって決まると考えられる。

高野山における例で示されたように、皆伐によって林地への落葉落枝の供給が中止または低下し、 A_0 層有機物の分解が促進される場合があるので、 A_0 層有機物は皆伐直後急激に減少する傾向を示し、この減少は次代の林分の成立、閉鎖の時期まで続いた後、次第に回復していくと考えられる。

土壤中の有機物量は皆伐後にも A_0 層や伐倒木の根として有機物の供給のあること、土壤中の有機物の分解は一般におそいと考えられること、林地では局地的な変化が大きいとみられることなどのために、高野山での結果にみられるように、1回の皆伐による量的な変化は不明瞭である。

一方、木頭スギ林では短伐期の皆伐を繰返すことによって3代のスギ林では有機物量が少なく、尾鷲地方ヒノキ林では立地条件に恵まれない林地で皆伐の影響をうけやすいような傾向を示した。

炭素やチッ素の循環は開放系であり、皆伐にともなう損失は次代の林分によって回復されうる。従って回復が簡単におこる場合には、幾度皆伐を繰返しても林地の有機物やチッ素量の減少はおこりえない。

しかし、第1報（堤 1963）で示したように、土壤中の有機物量が動的平衡に達するのに長い期間を必要とするから、回復が充分に進まない前に短伐期で皆伐を繰返すと次第に減少が明らかとなり、また立地条件が不良なほど回復に要する期間が長くなるので、皆伐の影響をより強くうけるという傾向を示すであろう。木頭、尾鷲での結果はこのように理解することが可能と思われる。

皆伐をすると幹材収穫や侵蝕によって無機養分の減少がおこるとみられるが、調査した3地区の林分では皆伐にともない林地の無機養分量が明らかに減少するという傾向はみられなかった。ただカルシウムについては僅かに皆伐による影響があらわれていたようにもみえた。

皆伐によって幹に含まれて持出される量は林分全体の蓄積量に比較して、カルシウムが例外的に大きくなるが、一般には極めて小さいと推定される。従って幹材収穫による損失はカルシウムでとくに大きく皆伐の繰返えしによって減少する傾向がありうると推定されるが、他の物質では損失の影響が極めて小さいうえに、養分量の局地的な違いがあり、岩石の風化などによって補給されているので皆伐による損失が明瞭にあらわれなかったのであろう。

落葉採取は明らかに土壤中の物質の減少を来すと考えられるが、その悪い影響が明らかになるのは

長期間継続して行なわれた後である (Wittich 1952) というとも、同様の傾向を示すもののように考えられる。

一方で、有機物やチッ素の土壤中での減少が明らかとなったときはそれを再び回復するのに長期間を必要とする。また無機養分の循環はみかけのうで閉鎖的で森林の成立によって回復されるとは期待し難い (堤 1963)。従って岩石の風化などによる補給が十分に行なわれない限り、土壤中の無機養分量は皆伐の度ごとに数%ずつ減少していくものと思われる。

第1報 (堤 1963) にものべたように、落葉落枝を通じておこる森林での物質循環は動的な平衡状態においてはじめて完全であるとみられ、平衡量より低下すれば、それだけではやく循環が行なわれるかまたはすみやかに量的な補給が行なわれない限り、循環が乱れ林木の生長に不利な条件を与えることになるであろう。

立地条件の不良な林地ほど皆伐の影響をつよくうけ、回復もおそいとみられるから、これらの林地では可能な限り森林内での物質循環の流れを破壊しないような取扱い方法をとることが、林地の生産力を維持していくうえに極めて重要なことであると考えられる。

文 献

1. Aaltonen, V. T. : 1948. Boden und Wald. Berlin
2. Austin, R. C. and Baisinger, D. H. : 1955 J. Forestry Vol. 53 275-280. Some effects of burning on forest soils of Western Oregon and Washington.
3. Féher, D. : 1931. Forstl. Wochenschr. Silva 19. 185-190. 193-195. Über den Einfluss des Kahlschlages auf den Verlauf der biologischen und biochemischen prozess im Waldboden.
4. — : 1932. Forstl. Wochenschr. Silva 20. 233-236. Einige Bemerkungen zum Kahlschlagproblem.
5. — : 1833. Untersuchungen über die Microbiologie des Waldbodens. Berlin.
6. Ganssen, R. H. : 1934. Z. Forest-und Jagdwes. 66. 583-606. Untersuchungen an Buchenstandorten Nord-und Mitteldeutschlands.
7. 原田 洸 : 1959. 森林と肥培 No. 6. 8-9. 林木の養分吸収と林地における養分のじゅんかん (Ⅱ)
8. Hesselman, H. : 1926. Medd. Skogsf. 22. 169-552. Studien über die Humusdecke des Nadelwaldes, ihre Eigenschaften und deren Abhängigkeit vom Waldbau.
9. Hesselman, H. : 1937. Medd. Skogsf. 30. 529-716. Über die Abhängigkeit der Humusdecke von Alter und Zusammensetzung der Bestände in nordischen Fichtenwald von blaubeerreichen Vaccinium-Typ und über die Einwirkung der Humusdecke auf die Verjüngung und das Wachstum des Waldes.
10. Jenny, H. : 1941. Factors of soil formation. NewYork.
11. 三浦伊八郎・内藤三夫 : 1940. 東大演報 No. 28, 1-50. 武蔵野に於ける矮林の収穫および下草, 落葉採取について
12. Némec, A. : 1931. Forstwiss. Centralb. 53, 147-156. Zur Kenntnis des Stickstoffhaushalts streuberechter Waldböden.
13. 大政正隆 : 1951. 林土調報 No.1, ブナ林土壌の研究
14. Ovington, J. D. : 1954. J. Ecology vol. 42, 71-80. Studies of the development of woodland conditions under different trees. (2).
15. — : 1957. Ann. Bot. Vol. 21, 287-314, Dry-matter production by Pinus sylvestris L.
16. — and H. A. I. Madgwick : 1959 a. Forest Sci. vol. 5, 344-355, Distribution of organic matter and plant nutrients in a plantation of Scots Pine.
17. — : 1959 b. Ann. Bot. Vol. 23, 75-88, Mineral content of Plantations of Pinus sylvestris L.
18. — : 1959 c. Ann. Bot. Vol. 23, 229-239, The circulation of minerals in plantations of Pinus sylvestris L.
19. — , and H. A. I. Madgwick : 1959 d. Plant and Soil. Vol. 10, 389-400, The growth and composition of natural stands of Birch.
20. Rowe, P. B. : 1955. J. Forestry. Vol. 53, 342-351, Effects of the forest floor on disposition of rainfall in pine stands.
21. Salter, R. M. and T. C. Green : 1933. J. Amer. Soc. Agron. 25, 622-530, Factors affecting the accumulation and loss of nitrogen and organic carbon in cropped soils.

22. Sartz, R. S. and W. D. Huttingen : 1950. J. Forestry. Vol. 48, 341-344, Some factors affecting humus development in Northeast.
23. 柴田信男 : 1951. 京大演義報 No. 2, 33-38, 林況と土壌との関係に関する研究
24. 四手井綱英ほか (四大学合同調査班) : 1950. 国策パルプ, 森林の生産力に関する研究 (第1報)
25. Süchting und Christmann : 1935. Mitt. Forstwirt. u. Forstwiss. 6. 425-445, Über den Abbau von Auflagehumus bei Waldboden. (Ⅲ)
26. 塘 隆男 : 1962. 林試報 No. 137, 1-158, わが国主要造林樹種の栄養および施肥に関する基礎的実験
27. 堤 利夫・岡林 巖 : 1959. 生理生態 Vol. 8, 124-129, 林木落葉の分解に及ぼす温度の影響について
28. 堤 利夫 : 1963. 京大演義報 No. 34, 37-64, 森林の成立および皆伐が土壌の2, 3の性質に及ぼす影響について (第1報) 森林の成立にともなう土壌の性質の変化
29. Trimble, G. R. and H. W. Lull. : 1956. Northeast. Forest. Exp. Stat. The role of forest humus in watershed management in New England.
30. 内田丈夫 : 1943. 北海道林試時 No. 49, 6-13, ドイツトウヒ造林地における間伐の堆積腐植に及ぼす影響
31. 内田丈夫 : 1959. 林試報 No. 114, 54-205, 北海道における針葉樹林の堆積腐植に関する研究
32. Wiedemann, E. : 1932. Mitt. Forstwirt. Forstwiss. 3, 204-285, Die Rotbuche. (Ⅱ)
33. — : 1937. Mitt. Forstwirt. Forstwiss. 8, 103-248, Fichte 1936. (Ⅱ)
34. Wittich, W. : 1930. Mitt. Forstwirt. Forstwiss. 1, 438-506, Untersuchungen über den Einfluss des Kahlschlages auf den Bodenzustand.
35. — : 1931. Z. Forst-u. Jagdwes. 63, 665-677, Ergänzende Beobachtungen und Betrachtungen über die Wirkung hoher Hitzegrade auf die biologischen Vorgänge in Waldboden.
36. — : 1952. Schrif. Forstl. Faku. Göttingen. Bd. 4, Der heutigen Stand unseres Wissens vom Humus und neue Wege zur Lösung des Rohhumusproblems.
37. 山谷孝一 : 1955. 林土調報 No. 5, 1-132, 青森営林局土壌調査報告 (第1報)
38. — : 1959. 森林と肥培 No. 8, 9-12, No. 9, 5-6, ヒバ天然生林土壌の皆伐による変化と土壌改良について
39. Zonn, S. V. (遠藤健治郎訳) : 1959. 日・林・協 森林と土壌

Résumé

It is a very important problem in forestry to understand the degradation process of forest soil due to the clear cutting, but the scientific researches were very few because it is difficult to study on account of the complexity of site conditions.

In this report, the changes in the amount of organic matter and nutrients in forest soils caused by clear cuttings are considered.

The studied forests were as follows : (a) Sugi and Hinoki (*Cryptomeria japonica* and *Chamaecyparis obtusa*) forests in Mt. Kōya. (b) Sugi forests in Kitō. (c) Hinoki forests in Owase.

In Mt. Kōya, the author picked out the five stands which were arranged with age series, from cut area to natural forest. In Kitō, four stands which were different in the frequency of clear cutting each other, were studied to understand the influence of the frequency of cutting on soil properties. In Owase, the author aimed to make clear the relationship between the site condition and the degradation by clear cutting, and took four stands which were different in site but same in stand age.

The amount of organic matter of A_0 -layer decreased after clear cutting because the supply of organic matter to A_0 -layer by litter fall ceased, on the contrary the rate of decomposition of A_0 -layer which were likely to hasten this decreasing process did not continue for long time. It stopped soon after the next generation grew up and the crown closed, and thereafter A_0 -layer became to increase.

The amount of organic matter in soils did not show the definite decrease by one clear

cutting. It may be due to some factors such as follows : (1) The supply of organic matter to soils does not stop by clear cutting, because there is A_0 -layer on the surface of soil and roots of cut tree as resources of soil organic matter. (2) Generally, the rate of decomposition of soil organic matter is very small. (3) There are local diversities in the amount of soil organic matter in these forests soil.

In Kitō Sugi forest, it was found that the amount of soil organic matter and soil nitrogen became to decrease with the frequency of clear cuttings, and in Owase Hinoki forests, the poorest site seemed to be most severely influenced.

The loss of carbon and nitrogen by clear cutting is recovered with the development of the forest vegetation, as the forest can accumulate carbon and nitrogen as shown in the previous paper (Tsutsumi 1963). When the rate of recover is very rapid, the decrease in the amount of soil organic matter and soil nitrogen will not occur even if cuttings are repeated many times. But usually it needs a very long time to recover as compare with the cutting period.

In Kitō Sugi forest, the cutting age was very short. It used to be cut in 30 or 40 years old, and cutting area was cultivated and there some crops were planted in a few years. Therefore in this region, the next cutting might be carried out before the recovering process progressed quite enough.

On the other hand, as the poorer the site, the slower the rate of recovering, it severely influenced on the poor site as shown in Owase Hinoki forests.

Mineral nutrients in the soils will be lost by clear cuttings by the way of the harvested trees containing some mineral nutrients. However, the author could not find the definite decrease in the amount of mineral nutrients in the soils, except in the amount of calcium in this research.

Usually, the large parts of mineral fund of the forest ecosystem are in soils, and very small in stem or top (Table 1, 3). Therefore, the diminution in the amount of minerals by clear cutting may be imperceptible, if they are lost only by the way of the harvested trees. But, when they are scarce in the soils, the rate of loss with the harvested trees begins to grow up large.

On the researched forests, calcium content in the soils was very scarce compared with other forests (Table 2), and the author found the tendency that the amount of calcium decreased with the frequency of clear cutting, even if it was very vague.

As the circulation system of mineral nutrients is closed, the forest does not have the ability to accumulate the mineral nutrients. If the supply of mineral nutrients by the way of rain water and the weathering of the rock does not compensate the loss by clear cutting, it will lead to the gradual diminution of mineral nutrients in the soil. Then, the current cycle by litter fall will be disturbed, and the growth of forest will be slower.

It is presumed that the bad effects of clear cutting on forest soil do not definitely appear soon after one clear cutting, especially on good site, but they become gradually appeared after the repetition of clear cuttings. Unfortunately, it is presumed to need a long time to recover the productivity of forest soil. To maintain the forest soil productivity, it will be better to avoid the cutting methods that have the bad effects on soil.